



Modélisation de la dispersion de polluants à l'échelle intra-urbaine, mise en place d'indicateurs morphologiques

Gilles Maignant

► To cite this version:

Gilles Maignant. Modélisation de la dispersion de polluants à l'échelle intra-urbaine, mise en place d'indicateurs morphologiques. 2006. hal-00130986

HAL Id: hal-00130986

<https://hal.science/hal-00130986>

Preprint submitted on 14 Feb 2007

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Modélisation de la dispersion de polluants à l'échelle intra-urbaine, mise en place d'indicateurs morphologiques

Gilles MAIGNANT

CNRS / Université de Nice – Sophia Antipolis
UMR ESPACE

Introduction

Traiter de la qualité de l'air s'avère plus ou moins complexe selon l'optique dans laquelle est abordée la question, nuisances, diffusion, impacts ou risques. L'approche développée ici s'intègre dans une démarche à la fois dynamique et spatiale d'étude des risques environnementaux liés à la pollution. Traditionnellement, le terme polluant désigne une substance qui se trouve dans l'atmosphère à une concentration supérieure à sa concentration habituelle, celle-ci étant d'ailleurs le plus souvent nulle, exception pouvant être faite pour le gaz carbonique, les oxydes d'azote, l'ozone et l'ammoniac qui sont des constituants normaux de l'atmosphère non polluée. La pollution de l'air est un phénomène dynamique et multi - scalaire. Ces phénomènes d'échelles sont imbriqués et rétroagissent ensemble. Si la pollution régionale ou de fond est assez bien connue des scientifiques, la pollution urbaine l'est beaucoup moins. En effet à l'échelle urbaine ou intra-urbaine, il est difficile d'estimer les concentrations car celles-ci sont très hétérogènes.

Notre propos est de déterminer la manière dont la morphologie urbaine induit ces différenciations spatiales. La morphologie urbaine est définie comme étant la répartition spatiale des bâtiments, leur élévation, la forme et l'orientation du réseau de rues. Il existe diverses sources de pollution urbaine, mais le trafic automobile est la cause majeure [ADEME 1998]. En ville, le problème de la pollution est doublement complexe car il touche à la fois à l'aménagement urbain et à l'écologie, notions contradictoires au premier abord, tant sur le plan scientifique que sur le plan opérationnel. La difficulté de travailler à l'échelle urbaine provient également de la nécessité de distinguer les notions d'émissions et d'immissions. En effet, ce ne sont pas les émissions qui sont directement perçues par les citoyens. Pour des rues possédant le même trafic - mêmes répartitions modales de trafic et mêmes émissions - la charge polluante perçue peut augmenter d'un facteur 1 à 10. Le terme "immission" désigne la résultante des émissions après dispersion, c'est à dire après modification par la morphologie urbaine et par des paramètres météorologiques, comme le vent, eux aussi influencés par la présence du bâti (Fig.1).



Figure 1 : Emissions et immissions en milieu urbain

Les raisons qui ont prévalu au choix de l'échelle locale (inférieure à 500 m) sont, d'une part, la volonté

d'étudier l'impact de la pollution atmosphérique sur la population citadine¹, d'autre part par le fait que la pollution atmosphérique y est davantage préoccupante, à cause de la forte concentration du parc automobile et de la modification de la rugosité par la canopée urbaine. Par canopée urbaine, il faut entendre morphologie spatiale du réseau d'artères (la trame viaire) et du bâti (hauteur, densité des constructions ...). Aussi, une modélisation en trois dimensions s'avère incontournable. Il est impossible de suivre, statistiquement et financièrement, l'ensemble des polluants. Aussi, les agences de contrôle de la pollution suivent l'évolution de quelques polluants, qui sont représentatifs d'une certaine pollution. Ces polluants traceurs, dits polluants tests, sont considérés comme des indicateurs² de la pollution car ils possèdent une signification et une représentativité particulières. Les indicateurs de pollution atmosphérique, considérés comme majeurs et mesurés par les différents réseaux d'agences de pollution, sont le dioxyde de soufre, les particules en suspension, le plomb, les oxydes d'azote et l'ozone.

Nous avons choisi de traiter trois polluants primaires susceptibles d'être de bons indicateurs de la pollution liée au trafic en milieu urbain : le benzène (Be), le monoxyde de carbone (CO), et les oxydes d'azote (NOx), les deux derniers étant les deux polluants les plus représentatifs de la pollution automobile.

1. Méthodologie

1.1. Morphologie des réseaux

En plus de facteurs naturels locaux (localisation, topographie), la pollution urbaine subit des contraintes inhérentes à la morphologie du bâti et du réseau d'artères. Durant ces dernières années, de nombreuses études ont montré que la spécificité des infrastructures urbaines, l'utilisation du sol et les conditions de micro-climats créent des caractéristiques spécifiques de diffusion de polluants.

L'orientation de la rue par rapport aux vents et la largeur, par rapport à la hauteur moyenne des bâtiments, sont deux facteurs morphologiques du réseau de rues qui modifient de façon notable la qualité de l'air à cette échelle. En effet, l'orientation des rues joue un rôle non négligeable : une rue au vent ou sous le vent, ne subira pas la même pollution. Pour un trafic identique, les immissions de polluants au niveau des piétons peuvent varier très fortement en fonction de nombreux paramètres dont l'orientation de la rue, son exposition aux vents dominants, sa pente, sa largeur, le caractère continu ou discontinu, ou encore l'absence de constructions qui la bordent. Une rue bordée de grands immeubles absorbe davantage d'énergie.

A l'exception des routes et de certains chemins, les rues tirent leur origine, soit d'un usage incontesté pour les plus anciennes d'entre elles - rues commerciales - soit de leur utilité, lorsqu'elles sont créées ou modifiées par les municipalités (ouvertures de traverses à la circulation etc.) Cependant, quelles que soient les villes françaises, le réseau initial n'a pas été conçu pour supporter les trafics actuels. Même si des axes structurants supportent des trafics importants et permettent des échanges de flux sans pénétrer dans les rues étroites qui sillonnent les quartiers, ces axes sont eux aussi "victimes" de leurs structures.

Le réseau de circulation est l'élément essentiel de l'aménagement urbain aussi, dans une première étude, nous avons recherché comment la morphologie du réseau pouvait agir sur la répartition spatiale des amas de polluants. Pour les quartiers étudiés des quatre villes, Nice, Marseille, Lyon et Paris, des indices

¹ Plus de la moitié de la population mondiale est aujourd'hui composée de citadins.

² Un indicateur est un instrument capable de convoier de l'information sous forme synthétique, par le biais de différentes représentations (nombres, graphiques, cartes thématiques, etc.) sur un phénomène plus complexe et ayant une signification plus ample. [Fusco 2003]

classiques de la théorie des graphes³ et la dimension fractale des réseaux ont été calculés. Ces indices mesurent la complexité du réseau. Les résultats montrent des valeurs semblables ; pourtant les valeurs des concentrations de polluants et leur répartition spatiale sont différentes. Il semble que le réseau seul ne soit pas responsable des hétérogénéités en matière de pollution, ce qui nous incite à étudier la morphologie de la ville dans sa triple dimension.

Ville	Nice	Marseille	Lyon
Dimension fractale du filaire	1,1987	1.1955	1,2062

Figure 2 : Dimension fractale des réseaux urbains des quartiers centraux de Nice, Marseille et Lyon

1.2. Morphologie du bâti et prise en compte de l'espace dans sa triple dimension

Des études sur la pollution urbaine sont régulièrement publiées par les agences de surveillance et de contrôle de la qualité de l'air. Pourtant celles-ci fournissent des informations globales à l'échelle de la ville. C'est donc bien la dimension horizontale (extension urbaine, étalement) qui prime dans ce type d'analyse. Or une ville ne peut être perçue dans sa seule dimension d'étalement. Il est donc nécessaire d'avoir recours à une vision tri-dimensionnelle de la ville permettant de connaître les concentrations de polluants de manière réaliste.

Traditionnellement, les rues peuvent se classer en quatre catégories qui sont :

- Les rues anciennes de petites largeurs, présentes dans les vieilles villes qui pourraient quelquefois être élargies grâce à l'alignement.
- Les rues moyennes dont la largeur avoisine les 10 m avec une chaussée d'environ 7 m permettant le stationnement des deux côtés de la chaussée et la circulation d'un véhicule entre.
- Les rues importantes, larges de 15 à 20 m dont la chaussée avoisine les 10 mètres.
- Les boulevards dont la largeur excède les 20 mètres avec une chaussée supérieure à 12 m permettant à la circulation d'occuper 4 voies avec la possibilité de créer des pistes cyclables.

Ce classement des rues en quatre grands types, même s'il est intéressant du point de vue la circulation, n'est pas totalement approprié à l'analyse de la pollution car il ne tient pas compte du bâti. Or une rue large de 10 mètres, avec ou sans bâtiments, n'aura pas le même impact sur la répartition spatiale des amas de polluants.

L'indice de construction de Landsberg défini comme le quotient de la hauteur du bâti par la largeur de l'artère urbaine permet de classer les rues en deux grands ensembles : les rues larges et les rues étroites, dites de type canyon et susceptibles d'engendrer des forts taux de pollution. Ces informations sur la morphologie de la ville sont à la base des simulations de la dispersion de polluants réalisées.

Le problème est de savoir si une rue est large ou pas. Car une rue d'une largeur donnée, peut, selon les villes, être considérée comme large ou non. Aussi nous utilisons l'indice de construction de Landsberg, donné par le quotient de la hauteur (H) des immeubles d'une rue par la largeur (L) de celle-ci :

$$Ic = H/L.$$

Il permet de qualifier la morphologie de la rue. Nous dirons qu'une rue est large si le rapport H/L

³ Les indices de graphes calculés sont l'indice de connectivité ($\beta = L/N$ où L est le nombre de liens, N le nombre de nœuds), l'indice d'occupation de liens ($\gamma = L/L_{max}$ où L_{max} désigne le nombre de liens maximal du réseau possédant le même nombre de nœuds), et les indices de densité (liens : $\delta = L/S$ et nœuds : $\Psi = N/S$ où S est la surface du réseau).

est plus petit que 1, autrement dit que la largeur de la rue est supérieure à la moyenne des hauteurs des bâtiments de la rue. Une rue canyon, qui est une rue très étroite, a un indice de construction très supérieur à 1. Dans l'absolu, il n'y a pas de borne supérieure à cet indice. Certaines rues américaines ont un indice de Landsberg supérieur à 100.

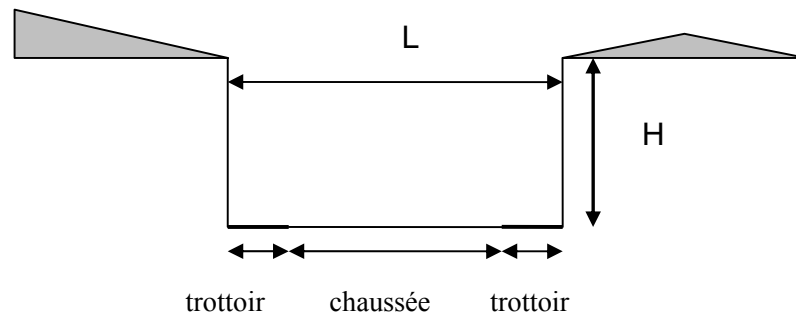


Figure 3 : Eléments de caractérisation de l'indice de construction de Landsberg

1.3. Principe de modélisation

Le quartier des villes est reconstitué en trois dimensions⁴. L'espace est ainsi découpé en mailles élémentaires dont la résolution horizontale est de 5 mètres (englobant la longueur d'une voiture) et la résolution verticale variable selon l'échelle suivante. Le pas de discrétisation est suffisamment fin près du sol afin de caractériser finement l'air respiré par l'homme.

Niveau	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Hauteur (en m)	2	4	6	8	10	12	14	16	18	21	24	27	30	40	60	80	110	140	170	200

Le niveau correspond au numéro de la maille de l'espace discrétisé, ainsi la dimension verticale a été découpée en 20 niveaux. La hauteur maximale des mailles du modèle est égale à 200 m. En effet, pour une telle hauteur, on peut considérer que les bâtiments n'influencent plus les paramètres généraux de la circulation atmosphérique.

Les modélisations ont été réalisées sous MISKAM⁵, Mikroskaliges (Mikroskaliges Klima- und Ausbreitungsmodell, modèle à échelle locale du climat et de la diffusion). Ce logiciel développé par le Docteur J. Eichhorn de l'université de Mayence, est un modèle tri-dimensionnel et non hydrostatique⁶. C'est à dire qu'ils permettent de prendre en compte le bâti dans ses dimensions verticale et horizontale et les phénomènes d'accélération et de turbulences engendrés par les bâtiments. MISKAM permettent donc de modéliser les champs de vents et les concentrations réelles (après dispersion) à proximité des bâtiments, à l'échelle du micro-quartier. Notre démarche est bien évidemment de modéliser ces concentrations sur des quartiers ciblés mais surtout d'en déduire les interactions entre forme urbaine et répartition spatiale des polluants.

⁴ Morphologie urbaine générée (CD)

⁵ Modèle MISKAM (CD)

⁶ Par non hydrostatique, il faut entendre un modèle capable d'appréhender les phénomènes de turbulence créés par les bâtiments eux-mêmes.

Le programme comporte deux parties. Dans la première section, les champs de vent sont évalués, tandis que dans la seconde, les concentrations de polluants sont calculées à partir des champs de vents obtenus au préalable.

De nombreuses données sont nécessaires à la construction des modèles, les principales sont les suivantes :

- Plan cadastral de la zone d'étude
- Hauteur des bâtiments et largeurs des rues
- Rugosité du bâti et du sol
- Stratification thermique de l'air
- Données de pollution de fond
- Données de trafic fin
- Emissions linéaires de 3 polluants
- Données météorologiques

Certaines données nous ont été fournies par différents organismes agréés. Pour d'autres, nous avons dû effectuer des comptages manuels. Ce fut le cas de la hauteur des bâtiments. Nous avons établi une règle de mesure en fonction du nombre de niveaux du bâti, règle qui a été affinée, sur le terrain, afin de prendre en compte l'ancienneté relative du bâti. La règle générale de calcul est la suivante :

$$h=3*(n+1) \quad \text{où } n \text{ est le nombre d'étages}^7.$$

En ce qui concerne les données de pollution de fond, certaines villes étudiées n'avaient pas suffisamment d'années de recul dans les données. Nous avons donc dû prendre des valeurs guides caractéristiques des centres -villes, valeurs présentes au sein du logiciel *STREET*⁸, qui est aussi une véritable base de données.

Pollution de fond et valeurs guides		
	SZ	Valeurs guides 1998
Moyenne annuelle Benzène	4	5
Moyenne annuelle Particules	20	30
P98 NO2	90	135
P50 NO2	0	50
Moyenne annuelle NO2	0	40
Moyenne annuelle CO	500	800
Moyenne annuelle SO2	2	100

Figure 4 : Paramètres de pollution de fond et valeurs guides des centres villes (catégorie SZ sous *STREET*)

Par ailleurs, ce logiciel a permis de calculer les émissions linéaires de chaque rue pour les trois polluants tests (CO, Be, NOx). *STREET* est une immense base de données d'émissions issue de la méthode de calcul européenne *COPERT*⁹. Cette étape est nécessaire au calcul des concentrations en milieu

⁷ Cette imprécision influence peu les calculs, d'autant plus que les mesures les plus intéressantes se trouvent au niveau du sol et que dans les modèles eulériens, les toits doivent être considérés comme horizontaux.

⁸ Modèle *STREET* (CD)

⁹ *COPERT* (Computer Programme to Calculate Emissions from Road Transport) est un logiciel développé par l'agence européenne de l'environnement. Il permet d'estimer les émissions issues du trafic autoroutier à un niveau d'agrégation de l'ordre du kilomètre carré, pour un intervalle de temps de l'ordre d'une heure. Il décrit plusieurs classes de véhicules (voitures, utilitaires légers, gros utilitaires, bus et les 2 roues). Les émissions totales sont estimées en combinant les données techniques de chaque véhicule et des données d'utilisation de ceux-ci. Elles sont calculées en sommant les émissions des trois différentes phases : moteur chaud, moteur froid et évaporation (diesel). Les différents types de conduite sont aussi pris en compte.

urbain mais n'est pas suffisante. Comme nous l'avons vu, la charge polluante, respirée par le citoyen dépend d'autres paramètres que les seules émissions. Il s'agit donc de raisonner en termes d'immission.

MISKAM est un modèle eulérien. Il découpe l'espace en "boîtes" élémentaires, de taille variable, prédéfinie par l'utilisateur. La première étape de construction du modèle consiste à partitionner l'espace en mailles élémentaires - discrétisation verticale et horizontale - constituant la grille de départ. Ces boîtes élémentaires sont contiguës les unes aux autres ; ainsi tout l'espace aussi bien les "pleins" - le bâti - que les "vides" - les interstices entre bâtiments - est décrit par celles-ci. *MISKAM* calcule alors la composition de chacune de ces boîtes pour chaque intervalle de temps en déterminant la diffusion des polluants entre ces boîtes.

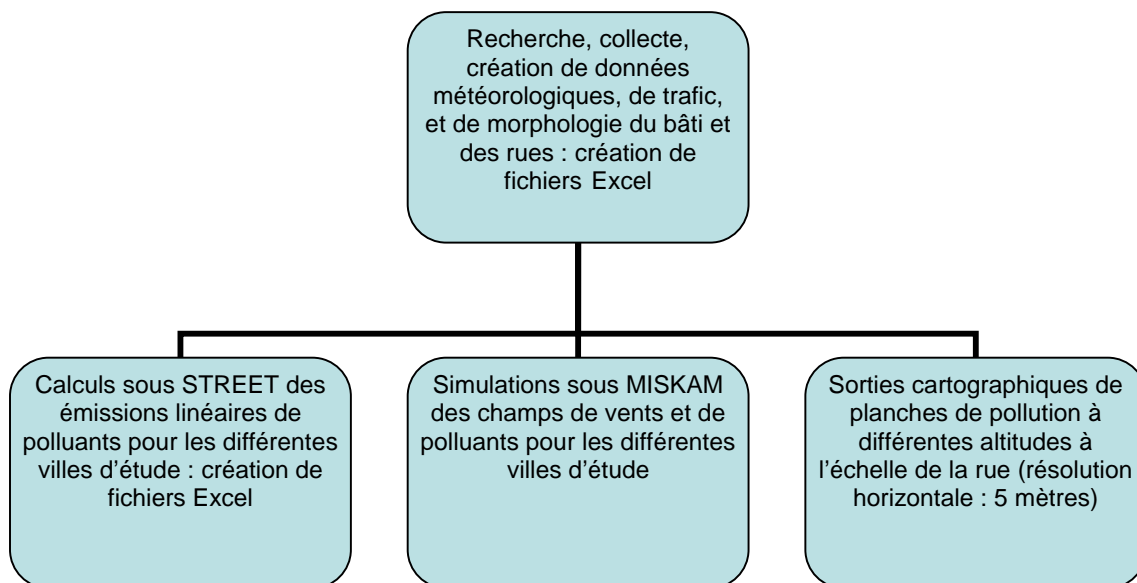


Figure 5 : Principe général de création des cartes de concentrations de polluants

2. Nouvelles méthodes d'étude des concentrations de polluants en milieu urbain

2.1. La dimension fractale comme outil d'étude de la complexité spatiale des flux de polluants

Rappelons qu'un objet fractal est un objet qui présente des irrégularités à toutes les échelles (1^{ère} caractéristique). La deuxième caractéristique est l'autosimilarité : une structure fractale est la même de loin comme de près. Une courbe qui possède de nombreux plis et replis, occupe davantage d'espace qu'une courbe classique et moins d'espace qu'une surface, sa dimension doit donc être comprise entre 1 et 2. Aussi, la dimension fractale est-elle une dimension non entière (3^{ème} caractéristique).

Plusieurs méthodes permettent de calculer la dimension fractale. Elles ne sont pas rigoureusement équivalentes. Mais une fois, le choix fixé, la dimension fractale peut servir d'éléments de comparaison. Nous avons opté pour la méthode dite "*méthode des boîtes*". Son principe est expliqué dans ce qui suit.

Nous prenons une maille de taille ε et nous comptons le nombre de mailles $N(\varepsilon)$ nécessaires à recouvrir la structure à étudier. En faisant varier la taille de la maille ε et en effectuant le même calcul nous obtenons une relation de la forme : $N(\varepsilon) \cdot \varepsilon^D = \text{constante}$. En traçant cette relation sur du papier log-log, nous obtenons la relation suivante :

$$\text{Log } N(\varepsilon) = \text{Log (constante)} - D \cdot \text{Log } \varepsilon$$

Dans cette formule, D représente la dimension fractale. Cette relation, présentée sous la forme d'une droite¹⁰, permet de calculer la dimension fractale qui n'est rien d'autre que sa pente.

Dimension fractale et pollution

Les cartes de concentrations de polluants, issues des simulations (carte de concentration en monoxyde de carbone pour la ville de Nice sur le cd rom), donnent déjà la mesure de l'hétérogénéité des concentrations au sein d'un quartier. Même si cette information est intéressante, elle ne reste que qualitative, visuelle. Sans en occulter son intérêt, il est nécessaire de quantifier l'hétérogénéité de la répartition spatiale des polluants. Deux indicateurs permettent de mettre en relation les interactions entre formes urbaines et répartition spatiale des amas de polluants. Le premier est la dimension fractale, le deuxième, l'indice surfacique de dépassement de seuil, fonction de la voirie, que nous avons développé.

La fractalité d'une fonction est une valeur numérique calculée à l'aide de la formule :

$$s(\lambda) = a[X \oplus \lambda H] - a[X \ominus \lambda H]$$

pour des images binaires (où a désigne la surface en pixels¹¹)

et par :

$$v(\lambda) = v[X \oplus \lambda H] - v[X \ominus \lambda H] \text{ des images numériques (où } v \text{ désigne le volume en pixels).}$$

Les dimensions fractales des amas de polluants sont estimées à partir de la morphologie mathématique.

Les images de polluants, transformées en niveaux de gris (Fig.7) sont des fonctions sur lesquelles il est possible d'appliquer de tels opérateurs. Ces fonctions sont donc des applications dans un espace tridimensionnel. Pour chaque pixel de coordonnées (x,y) correspond un z appartenant à l'intervalle [0 ; 255], représentant les 256 niveaux de gris.

L'expression $v[X \oplus \lambda H]$ signifie le volume du dilaté d'ordre λ de l'image X, tandis que l'expression $v[X \ominus \lambda H]$ signifie le volume de l'érodé d'ordre λ de l'image X. Dans ces deux formules, le volume v est défini comme la somme des valeurs de chaque pixel, valeurs appartenant à l'intervalle [0 ; 255]. Les calculs sont arrêtés lorsque le volume de l'érodé arrive à zéro.

La courbe $\ln(v(\lambda))$ en fonction de $\ln(\lambda)$ permet de déduire la dimension fractale, caractérisant la complexité de la répartition spatiale. En effet, cette courbe est une droite, dont la pente permet de déduire la dimension d'auto homothétie D. La dimension fractale permet d'analyser l'hétérogénéité des concentrations de polluants au sein du quartier (Fig.8). Même si les différentes méthodes de calculs de dimension fractale ne donnent pas les mêmes valeurs pour de mêmes images, une fois la méthode de calcul choisie, il est possible d'en déduire des comportements.

¹⁰ $Y = ax + b$ avec $Y = \text{Log}(N(\epsilon))$, $x = \text{Log}(\epsilon)$, $a = -D$ et $b = \text{Log}(\text{constante})$

¹¹ $X \oplus \lambda H$ signifie le dilaté d'ordre λ par l'élément structurant H. De même, $X \ominus \lambda H$ signifie l'érodé d'ordre λ par l'élément structurant H. En morphologie mathématique, l'élément structurant (trame hexagonale) est une sonde déplacée à travers l'image de manière à ce que son centre soit tour à tour localisé sur tous les pixels de la trame. Les translations ou décalages de l'élément structurant peuvent être effectués dans une ou plusieurs directions. Le renseignement morphologique découle de l'interaction de l'élément structurant avec les objets de l'image.

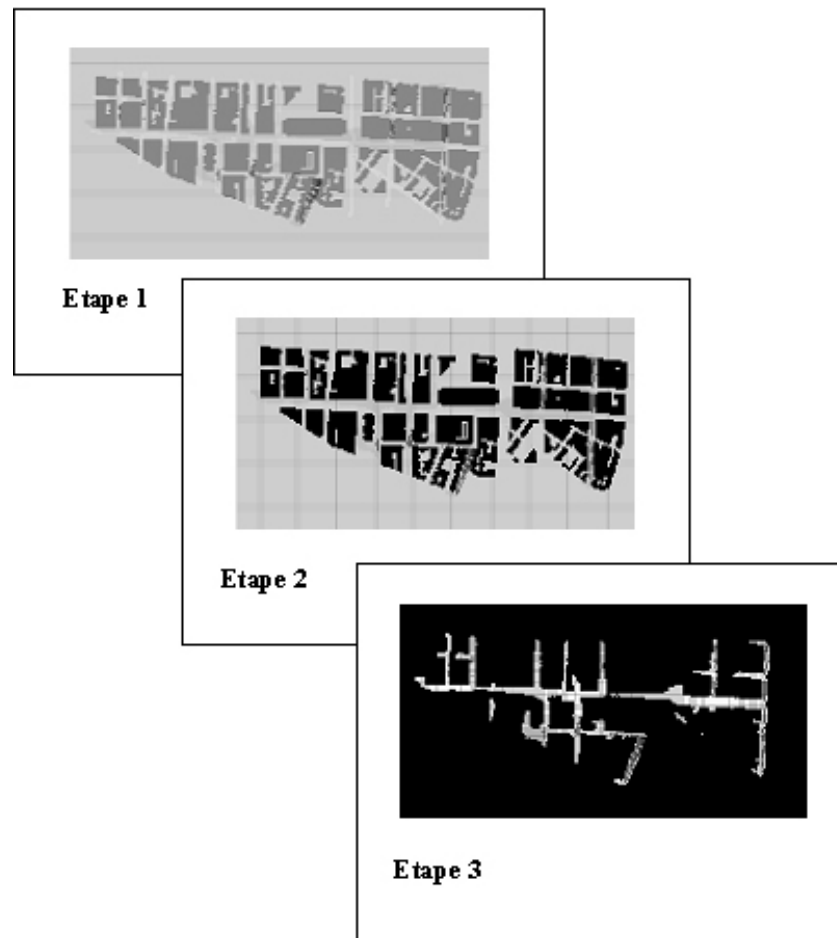


Figure 7: Synthèse de la procédure préalable au traitement des images sous *MICROMORPH* (*logiciel d'analyses d'images basé sur la morphologie mathématique*). Etape n°1 : image-résultat de la simulation ; étape n°2 : modification des couleurs des rues et des bâtiments pour permettre l'étape n°3 qui consiste à transformer l'image en niveaux de gris

Les résultats obtenus montrent que les amas de polluants sont fractals à toutes les altitudes (multi-fractals), avec une dimension fractale comprise entre 1 et 2. Nous pouvons donc en déduire que la distribution spatiale des polluants au sein de la rue ne se réduit pas à une droite (émissions linéaires rentrées dans le modèle) et qu'elle est moins uniforme qu'une surface, car dans ce cas, toutes les cellules auraient la même concentration. Ceci permet de conclure que la morphologie urbaine est responsable de cette différenciation spatiale.

A l'altitude $[0 ; 2]$, l'hétérogénéité est maximale (différenciation spatiale la plus importante). L'hétérogénéité diminue lorsque la hauteur croît, pour devenir nulle au dessus d'une certaine hauteur correspondant à l'absence de pollution. D'autre part, nous avons trouvé que la dimension fractale décroît avec l'altitude. Aussi, la complexité de la répartition spatiale des polluants diminue lorsque l'altitude croît, à cause de la diminution du nombre d'obstacles. En effet, au fur et à mesure que l'on s'éloigne du sol, le nombre de bâtiments diminue jusqu'à ce qu'il n'y en ait plus aucun dès que l'on a dépassé le bâtiment le plus haut de la zone d'étude.

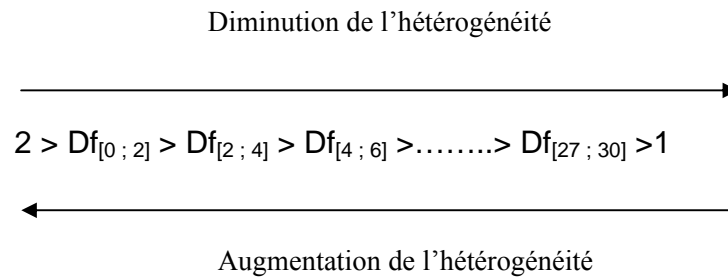


Figure 8 : Dimensions fractales et hétérogénéité

2.2. Nouvelle interprétation des dimensions fractales

Nous proposons une autre interprétation de la dimension fractale, en terme de déformation d'un contraste, notion que nous allons expliciter ici. Pour cela, considérons une feuille blanche quadrillée (cas 2 dimensions) que l'on noircit progressivement (Fig.9).

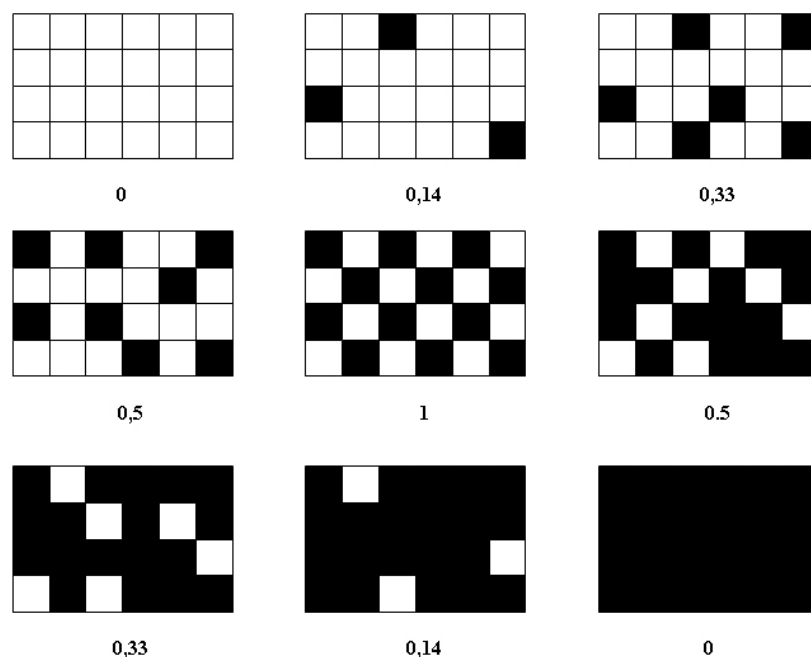


Figure 9 : Feuille de papier et contraste (source : Ricordeau)

Les valeurs numériques correspondent au rapport du nombre de carrés noircis sur le nombre de carrés laissés blancs. Exemple, dans le deuxième quadrillage, le nombre de carrés noirs est 3, le nombre de carré blanc est $24-3=21$, le contraste est donc $3/21=1/7 \approx 0.14$.

Ce contraste peut être mesuré comme le rapport entre la surface tachée et la surface laissée blanche. Au début le contraste est nul, puisque la page est blanche. Puis, il augmente. Il devient 0.14 ($= 3/(24-3)$) puis 0.33 ($= 6/(24-6)$) puis 0.5 etc. Quand la moitié de la surface est tachée, il est exactement à 1 (Fig.10). Si

L'on continue alors à tacher, le contraste va diminuer puisque la surface devient de plus en plus "toute noire" donc homogène. Nous pouvons continuer à le mesurer de la même façon mais en calculant cette fois-ci le rapport entre la surface encore laissée blanche et la surface déjà noire. De 1, le contraste redeviendra donc à 0 lorsque la feuille sera devenue toute noire. Cette évolution du contraste peut se représenter par la courbe suivante :

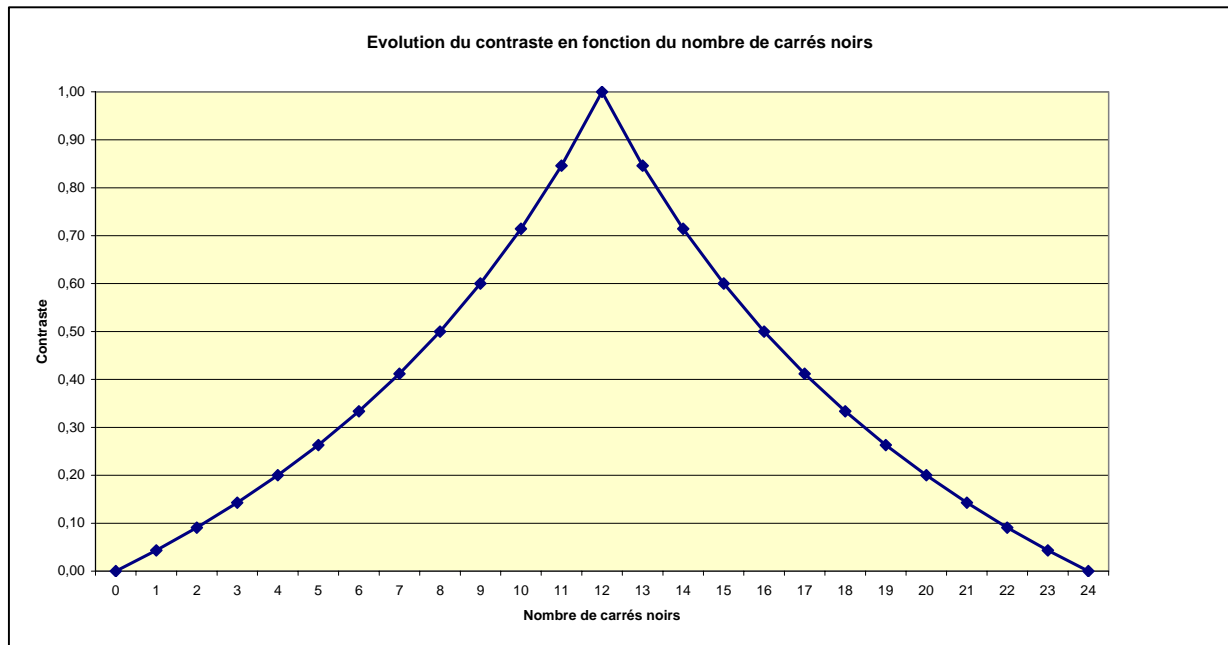


Figure 10 : Evolution du contraste de la feuille de papier en fonction du nombre de carrés noircis (le contraste est maximum lorsque 50% des carrés sont noircis).

Une dimension est la valeur d'une déformation. Si l'on définit le contraste comme étant la déformation que subit la blancheur ou la noirceur de la feuille, alors on a défini la valeur du contraste que l'on a calculé comme une dimension de déformation. Mais un phénomène ne peut se déformer au-delà d'un maximum sans se rompre. Si l'on poursuit, malgré tout, la déformation au-delà de ce maximum, on n'augmente plus la valeur de cette déformation, mais on la ramène progressivement vers 0. Ainsi, les dimensions fractales décrivent un phénomène qui se déforme, leurs valeurs précisant la façon dont cette déformation varie selon les directions spatiales.

Ricordeau (2002) précise que "si la dimension fractale est de la forme $0,x$ c'est qu'il s'agit d'une valeur de contraste, si elle est de la forme $1,x$ c'est qu'il s'agit de la valeur d'un trajet, et si elle est de la forme $2,x$ c'est qu'il s'agit de la valeur d'une déformation entière."

Les dimensions fractales obtenues pour les amas de polluants sont toutes comprises entre 1 et 2. Elles représentent donc un mouvement qui fait qu'un point¹² s'écarter dans des directions privilégiées de l'espace, phénomène correspondant à une dispersion. De plus, comme toutes les dimensions fractales des amas de polluants sont comprises entre 1 et 2, la partie entière de la dimension fractale, à savoir 1 ne fournit pas d'information sur la déformation dans l'espace. En revanche, la partie décimale indique

¹²Ce point correspond à une configuration initiale de l'air. Par configuration initiale, il ne faut pas sous-entendre air non pollué, mais configuration à l'instant t (avant dispersion).

comment varie l'intensité de la déformation selon chacune des directions de l'espace. Ainsi, plus la partie décimale est importante, plus la déformation, par rapport à un flux homogène, est conséquente. Ce qui signifie que la déformation est plus grande pour de faibles altitudes. La cause principale de cette déformation est la morphologie urbaine.

En effet, initialement, le flux de polluants émanant des pots d'échappement est homogène puis la diffusion spatiale a lieu en fonction des paramètres météorologiques - essentiellement vitesse et direction du vent - et de la morphologie urbaine. Cette différenciation est mesurée par la dimension fractale des amas de polluants qui "colonisent" plus ou moins les espaces offerts, selon des directions privilégiées.

Le point novateur est qu'une dimension fractale, qui possède une partie entière égale à 1 est particulièrement adaptée à décrire le mouvement d'un corps (trajet), la partie décimale renseigne sur l'intensité de la déformation du flux.

Mais la diffusion de polluants est un trajet continu, c'est à dire un trajet qui ne fait pas de sauts brusques. Les polluants ne disparaissent pas subitement d'un endroit pour réapparaître dans un endroit plus éloigné l'instant d'après. Ils sont dispersés selon certains critères jusqu'à ce que les concentrations ne soient plus détectables (phénomène temporel et spatial évanescent).

2.3. Un nouvel indicateur de la vulnérabilité du citadin face à la charge polluante ambiante

La majorité des indices de pollution pose un problème majeur car ils ne tiennent pas compte des flux piétonniers présents sur les artères considérées. Or, un dépassement de seuil dans une rue fréquentée semble davantage préoccupant que dans une rue qui ne l'est pas, même si l'intensité du dépassement est équivalente. La mise en place d'indicateurs sanitaires capables d'estimer le niveau de santé d'une population urbaine relève à l'évidence, des préoccupations du géographe. Par conséquent, un indicateur permettant une perception réelle de l'anisotropie spatiale en termes de population a été créé.

Notons SD_i la surface totale de dépassement du seuil, sur la rue n° i, SR_i la surface totale de la rue n°i, nous obtenons un indice appelé indice surfacique de dépassement du seuil.

On le note : $I_{D_i} = \frac{SD_i}{SR_i}$ (*).

En ne tenant pas compte des différenciations spatiales en matière de population, l'indice global pour la ville (ou la zone considérée) est donné par :

$$I_V = \sum_i I_{D_i} = \sum_{i=1}^n \left(\frac{SD_i}{SR_i} \right)$$

Cette information permet de connaître le rapport de la surface polluée sur la surface totale du réseau. L'indice global permet déjà des comparaisons entre villes.

Mais en rajoutant la population qui se déplace sur chaque artère (N_i) à cet indice, il est possible de faire intervenir un coefficient, qui donne la part relative du flux piétonnier de l'artère. Cet indice est alors défini

comme suit :

$$\begin{aligned}
 I_V &= \frac{N_1}{\sum_i N_i} I_{D_1} + \frac{N_2}{\sum_i N_i} I_{D_2} + \dots + \frac{N_n}{\sum_i N_i} I_{D_n} \\
 &= \frac{1}{\sum_i N_i} (N_1 I_{D_1} + N_2 I_{D_2} + \dots + N_n I_{D_n}) \\
 &= \frac{\sum_{i=1}^n N_i I_{D_i}}{\sum_{i=1}^n N_i}
 \end{aligned}$$

Or, l'indice surfacique de dépassement du seuil sur la rue n° i est donné par la formule (*), ce qui nous permet d'écrire finalement cet indice sous la forme :

$$I_V = \frac{\sum_{i=1}^N N_i \left(\frac{S_{D_i}}{S_{R_i}} \right)}{\sum_{i=1}^N N_i}$$

Les mesures très générales des agences de qualité de l'air sont avantageusement remplacées par cette mesure spatiale. De plus l'indice surfacique de dépassement de seuil qui est à la fois qualitatif et quantitatif possède l'avantage d'intégrer dans sa conception le double caractère spatial et humain.

3. Caractérisation des points noirs de la pollution

Les points noirs de la pollution sont les zones fortement polluées, quelles que soient les périodes de l'année. Ce sont des zones critiques qui méritent une attention particulière, afin d'enrayer le phénomène.

Les images en niveaux de gris (images inversées¹³) sont des images pour lesquelles, chaque pixel possède une valeur numérique comprise entre 0 et 255. Le nombre 0 correspond au noir et le nombre 255 au blanc. Ainsi, les cartes de concentrations, transformées en niveaux de gris, sont des cartes pour lesquelles les zones de plus fortes concentrations se retrouvent avec des valeurs numériques faibles (à l'exception de 0). Ces zones sont donc les premières à disparaître lors des érosions successives.

En effectuant un seuillage, c'est-à-dire en sélectionnant les pixels ayant des codes couleurs compris entre deux valeurs choisies arbitrairement, on obtient une image binaire qui représente les points noirs de la pollution pour les valeurs retenues (Fig. 11). Le seuillage est fonction de la valeur minimale et

¹³ Ces images sont appelées inversées car la concentration la plus forte correspond au niveau de gris le plus faible hormis zéro (1) et la concentration la plus faible correspond au niveau de gris le plus fort (255).

de la valeur maximale de l'intervalle. Ainsi, si la borne inférieure est égale à la borne supérieure cela signifie que l'on sélectionne les pixels qui ont cette valeur. Si la borne inférieure est égale à 1 et la borne supérieure à 255 on sélectionne l'ensemble des pixels (et tout le réseau est pollué).

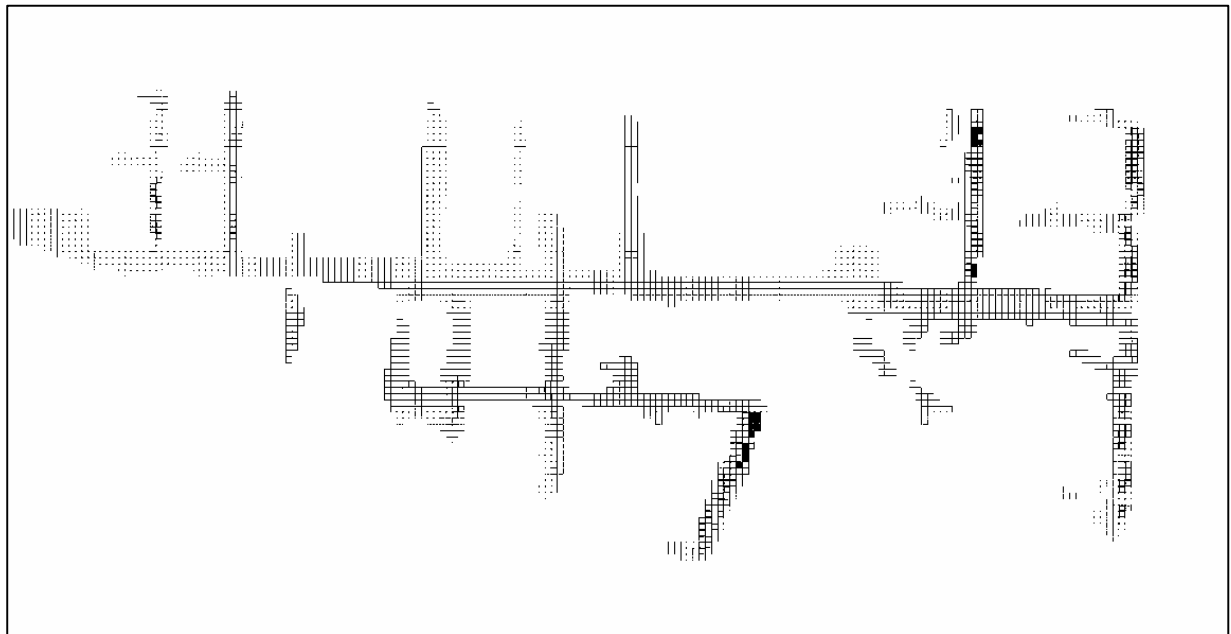


Figure 11 : Carte binaire des amas de polluants, exemple de la ville de Nice (benzène, altitude [0,2]), les zones en noir sont fortement polluées. La valeur minimum a été prise à 2 et la valeur maximum à 80.

La hauteur des bâtiments d'une ville est un paramètre non négligeable de la dispersion de polluants, trop souvent ignoré car il n'est pas obligatoire de réduire les émissions pour réduire localement les concentrations au sein de la rue. Plus les bâtiments d'une rue sont élevés, plus la probabilité d'avoir des situations de rues canyon, rues très propices à l'accumulation de polluants, est importante. La hauteur des bâtiments engendre un phénomène de rupture. Au-dessus de la hauteur moyenne du bâti, le nombre d'obstacles diminuant, les flux de polluants se répartissent plus uniformément, faisant ainsi diminuer les concentrations ponctuelles. Ainsi, pour des trafics identiques et de mêmes conditions météorologiques, moins le bâti est élevé et dense, moins les concentrations locales de polluants sont fortes. En effet, la concentration de polluants est reliée au volume d'air offert et si le volume double, la concentration peut être divisée par deux.

Sur la carte de la figure 12, la zone en noir, fortement polluée correspond à l'intersection d'une rue en T et de l'entrée d'un parking d'un grand centre commercial. La rue de Russie, dans laquelle se déverse la majeure partie du flux de voitures venant de la rue Paul Déroulède est une rue de type canyon (indice de construction de Landsberg égal à 1.4). De plus, cette artère possède une seule voie de circulation. A ce phénomène morphologique s'ajoute l'entrée d'un parking d'un grand centre commercial et une zone piétonne entraînant de forts ralentissements.



Figure 12 : Zoom sur une rue de Nice fortement polluée

4. Aménagement urbain et impacts environnementaux : vers une réduction de la pollution en milieu urbain ?

Statistiquement, une ville démographiquement stable renouvelle annuellement son bâti, à concurrence de 1%. Bien évidemment, en raison de la pression foncière, ce renouvellement est accompagné d'un gain en hauteur et du remplissage des espaces interstitiels communément appelés « dents creuses ». Ces modifications peuvent s'accompagner d'une croissance ponctuelle de la charge polluante dans l'air, particulièrement dans les quartiers en réhabilitation dont la morphologie urbaine subit des changements conséquents.

La densification urbaine progresse régulièrement ; en un siècle, la superficie de l'espace urbain a en moyenne centuplé. L'augmentation du nombre d'étages et de la hauteur moyenne des immeubles est le résultat de deux phénomènes. D'une part, de la pression foncière et de la recherche de plus-value chez les promoteurs, les appartements situés dans les derniers étages bénéficiant d'une plus belle vue et d'un éloignement des nuisances de la rue - bruit, pollution de l'air, odeurs - étant plus chers. D'autre part, des préconisations actuelles en matière d'aménagement, les plans de déplacements urbains, les lois - loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie, loi Solidarité et Renouvellement Urbain - prônant la densification urbaine afin de réduire l'étalement urbain et par voie de conséquence, les déplacements et les flux de trafic qui en résultent.

Dans les villes méditerranéennes, la modification de l'architecture consécutive à la forte pression urbaine ainsi qu'à la politique de restructuration de l'habitat, risque d'entraîner des impacts environnementaux irréversibles. De faibles changements de volumes peuvent s'opposer à la dispersion de polluants et ainsi détériorer de manière notable la qualité de l'air en ville.

Conclusion

La morphologie urbaine et l'intensité du trafic sur certaines artères sont les principaux facteurs responsables des fortes concentrations de la pollution en ville. Comme il est difficile de modifier radicalement la morphologie d'une ville, les aménageurs doivent agir prioritairement en faveur d'une meilleure répartition des flux de trafic soit en les redistribuant plus judicieusement sur le réseau d'artères soit en les diminuant. Car, même si les nouvelles normes européennes ont permis à l'industrie automobile de produire des véhicules plus propres, les nouvelles technologies progressent lentement en raison de leur coût et de l'impossibilité de les appliquer à tous les véhicules (difficulté d'approvisionnement, manque d'autonomie...). Par ailleurs, les évolutions technologiques n'apportent pas de solutions au problème de déplacements, notamment en milieu urbain ni à celui de la congestion, facteur influençant de manière capitale les niveaux d'émissions. En revanche, la réduction de la vitesse et du nombre d'embouteillages permet de diminuer de façon significative la pollution de l'air. Aujourd'hui, les résultats les plus tangibles sont toujours à rechercher dans la régulation de la circulation plutôt que dans la production de véhicules peu polluants qui ne peuvent remplacer qu'une très faible partie du parc autoroutier.

La modélisation proposée devrait être plus fréquemment couplée aux actions de régulation de la circulation visant à diminuer les points noirs¹⁴ de pollution, hors pics de pollution, ainsi qu'aux opérations d'aménagement urbain. En permettant de mesurer la répercussion sur les niveaux de pollution de toute modification du système de voirie ou des transports en commun, en évaluant le gain ou la perte en concentrations de polluants, dans le cadre de réaménagement futur, comme par exemple dans un projet de type tramway, ces modèles sont de précieux outils d'aide à la décision pour les aménageurs.

BIBLIOGRAPHIE

- ADEME. (1997) : *La qualité de l'air dans les agglomérations françaises, Bilan 1998 de l'indice ATMO, données et références*, 16 p.
- ADEME. (1998) : Emissions de polluants et consommation liées à la circulation routière : paramètres déterminants et méthode de quantification, Coll. *connaître pour agir, guides et cahiers techniques*, 112 p.
- ADEME - CERTU. (1999) : Prise en compte de la pollution de l'air, du bruit et de la consommation d'énergie, Plans de déplacements urbains, Coll. *Guide méthodologique*, 300 p.
- APPA. (1998) : *La pollution de l'air : sources, effets, prévention*, APPA ville de Besançon – service hygiène santé, 83 p.
- BASLY L. (2000) : *Téledétection pour la qualité de l'air en milieu urbain*, thèse de doctorat de l'université de Nice – Sophia Antipolis, 168 p.
- BELLANGER L. (1999) : *Statistique de la pollution de l'air, méthodes mathématiques, applications au cas de la région parisienne*, Thèse de doctorat en sciences appliquées, terre, océan, espace, Paris 11, 237 p.
- BERAL-GUYONNET I. (1997) : *Le climat et la pollution atmosphérique de l'agglomération lyonnaise*,

¹⁴ zones de forte concentration de polluants

- thèse de doctorat, Université Jean Moulin, Lyon 3, 475 p.
- BERTRAND M.J. (1978) : *Pratique de la ville*, Coll. Géographie, Masson, 210 p.
- BEURIER G., DANARD C. et ROUSSEAU G. (1998) : Organisation et conception générale de la voirie urbaine, Guide pratique de la voirie urbaine, *Revue générale des routes*, novembre 1998, vol 2, 22 p.
- BONNAFOUS A. et PUEL H. (1983) : Physionomies de la ville, *Economie et Humanisme*, 165 p.
- BOURSIN J.L. (1986) : Les structures du hasard, le probabilités et leurs usages, Coll. *Points*, Seuil, 186 p.
- CARREGA P. (1994) : Topoclimatologie et habitat, *Analyse spatiale quantitative et appliquée*, Revue de géographie du laboratoire d'analyse spatiale Raoul Blanchard, n°35 et 36, 408 p.
- CSTB (1987) : *Atlas climatique de la construction*, coll. Qualité construction.
- DAUPHINE A. (1995) : *Chaos, Fractales et dynamiques en géographie*, Espaces modes d'emploi, Reclus, 135 p.
- DURAND-DASTES F. (1969) : *La géographie des airs*, Presses Universitaires de France, 276 p.
- ESCOURROU G. (1991) : *Le climat et la ville*, Coll. Géographie d'aujourd'hui, Nathan, 190 p.
- FUSCO G (2003) : *Un modèle systémique d'indicateurs pour la durabilité de la mobilité urbaine : le cas de Nice et Gênes, dans une comparaison internationale*, thèse de doctorat de géographie, Université de Nice –Sophia Antipolis
- FRANKHAUSER P. (1994) : *La fractalité des structures urbaines*, Coll. Villes, Anthropos, 291 p.
- GLOCKMER S. (2000) : *Contribution à la modélisation de la pollution dans les villes*, Thèse de doctorat en sciences physiques et de l'ingénieur, Mécanique, Bordeaux 1, 174 p.
- IAURIF. (1995) : *Climat et microclimat urbains, pollutions atmosphériques et nuisances météorologiques localisées*, 168p.
- IONESCU A. (1998) : *Contribution à la compréhension de la dispersion des polluants atmosphériques en zone urbaine*, thèse de doctorat en sciences appliquées, Paris 12, 218 p.
- MAIGNANT G. (2002) : *Pollution et développement durable des villes françaises, étude de cas : Nice, Marseille, Lyon et Paris*. Thèse de Doctorat en géographie de l'Université de Nice Sophia-Antipolis, 3 volumes 460 p + 1 atlas de 135 pages.
- MANDELBROT B. (1984) : *Les objets fractals*, deuxième édition, Coll. Nouvelle bibliothèque scientifique, Flammarion, 204 p.
- OCDE. (1994) : *Lutte contre la pollution : regard sur l'avenir à la lumière du passé*, OCDE, 53 p.
- OCDE. (1995) : *La pollution des véhicules à moteur : stratégies de réduction au-delà de 2010*, OCDE, 148 p.
- QUALITAIR 06 (1999) : *En ville, sans ma voiture ? bilan de la campagne réalisée sur la ville de Nice du 7 au 24 septembre 1999*.
- RICORDEAU C. (2002) : *L'adieu au big-bang*, Aubin, 281 p.
- RONCAYOLO M. (1996) : *Les grammaires d'une ville, essai sur la genèse des structures urbaines à Marseille*, EHSS, 507 p.
- SALIN D., MARTIN J. (1997) : *La mécanique des fluides*, Coll. Sciences, Nathan université, 128 p.
- TARNIER P. (2001) : *Le scandale de l'air contaminé*, Mango, 196 p.
- THIBAUT G. (1996) : *La pollution atmosphérique en milieu urbain*, Direction de la protection de l'environnement, service des pollutions atmosphériques, Air et Silence, Mairie de Paris, 57 p.
- VILLE DE NICE, DIRECTION DES TRANSPORTS ET DE LA CIRCULATION (1998) : Comptages routiers, mise à jour année 1998 Tomes 1 et 2, 287 p. et 278 p.
- VOIRON C. (1995) : *Analyse spatiale et analyse d'images*, Coll. Espaces modes d'emploi, Reclus, 192 p.